

**Het beheer van de platvisvisserij in de  
Noordzee  
door middel van TAC's,  
*een goede zaak voor de toekomst?***



ing. W. Vanhee



## INHOUDSOPGAVE

<b>1</b>	<b>INLEIDING</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>PROBLEEMSTELLING</b>	<b>3</b>
2.1	Visserijgegevens	3
2.1.1	Platvisvisserij	3
2.1.2	Schol	3
2.1.3	Tong	6
2.1.4	Boomkorvisserij	8
2.2	Het gemeenschappelijk visserijbeleid	10
2.2.1	Richtlijnen	10
2.2.2	De procedure van het TAC beheer	11
2.3	Het wetenschappelijk onderzoek	13
2.3.1	Biologische analyses	13
2.3.2	Het wetenschappelijk advies	14
<b>3</b>	<b>RESULTATEN</b>	<b>18</b>
3.1	Kwaliteit van de biologische analyses	18
3.2	Correctheid en consistentie van het ACFM advies	21
3.3	Overeenstemming tussen vooropgestelde en effectieve TAC'S	25
3.4	De naleving van het systeem	27
<b>4</b>	<b>DISCUSSIE</b>	<b>29</b>
<b>5</b>	<b>BESLUIT</b>	<b>33</b>
<b>6</b>	<b>LITERATUUR</b>	<b>34</b>

Platvissen vertoeven meestal in de wateren van één of ander Continentaal Plateau. De grootste vangsten worden genoteerd in de gematigde en de noordelijke zones van het Noordelijk halfrond (Pauly, 1994). De gerapporteerde vangsten van platvissen in 1990 bedroegen slechts 1,5% van de visvangsten over de gehele wereld en ze waren voor 90% afkomstig van de het Noord-Atlantisch gebied (550.000 ton) en het Noord-Pacific gebied (540.000 ton). Hoewel de platvissen slechts een klein percentage van de visbestanden omvatten, hebben ze een hoge marktwaarde en maken ze deel uit van een belangrijke visserij.

Sinds meerdere decennia is de Noordzee een belangrijk visserijgebied voor schol (maximale aanvoer van 180.000 ton per jaar) (Rijnsdorp and Millner, 1996). Na de Tweede Wereldoorlog werd Noordzee tong (maximaal 35.000 ton per jaar) nog belangrijker voor de visserij (Millner and Whiting, 1996). Beide soorten worden beheerd door middel van Total Allowable Catches (TAC's) via het Gemeenschappelijk Visserijbeleid (GVB) van de Europese Unie (EU). Andere dure platvissoorten zijn tarbot en griet. Deze twee soorten behoren tot de categorie van «bijvangst-soorten» die momenteel geen specifiek gerichte visserij hebben. Hun hoge marktwaarde heeft er niet alleen voor gezorgd dat ze sinds 1998 eveneens opgenomen werden in het TAC beheer, maar dat er ook een uitgebreid onderzoek werd gestart om via aquacultuur deze vissen te kweken (De Clerck en Delbaere, 1998).

Technische beheersmaatregelen voor de Noordzee visstocks (minimum maaswijdten, minimum aanvoerlengten, bijvangstreglementeringen, enz.) werden voor het eerst geïntroduceerd na Wereldoorlog II. Vangstquota werden door de North-East Atlantic Fisheries Commission (NEAFC) pas in de helft van de 70'er jaren aanvaard. Bij het invoeren van de 200 mijl zones in 1977 nam de EU het mandaat en de verantwoordelijkheid over van NEAFC wat de Europese wateren betrof. Waar de visstocks ook geëxploiteerd werden door landen die niet behoorden tot de EU, werden meestal afspraken gemaakt. In het GVB werden in 1983 overeenkomsten ondertekend met derde landen voor een periode van 10 jaar waarbij TAC's, Meerjarige Orientatie Programma's (MOP's) en technische maatregelen de beschikbare middelen waren. Deze overeenkomsten werden in 1993 verlengd voor een periode van 10 jaar.

De doeltreffendheid van het visserijbeheer hangt af van verschillende deelnemende partijen en voor een juiste evaluatie moeten alle aspecten in overweging worden genomen. Vooreerst is er de graad van betrouwbaarheid van het wetenschappelijk onderzoek en de adequaatheid van het hieraan gekoppelde advies. Ten tweede moet er een politieke bereidheid zijn om het advies op te volgen. Ten derde moeten er mogelijkheden zijn om dit alles wettelijk op te leggen. Ten slotte, maar van primordiaal belang, moet de visserijindustrie ook de genomen maatregelen aanvaarden en toepassen.

Dit rapport behandelt overwegend de doeltreffendheid van het TAC beheer t.a.v. de schol- en tongstocks. Voor een correcte inschatting van het probleem volgt eerst een beschrijving van de doelstellingen van het GVB. Vervolgens wordt geschetst hoe de procedure voor het advies en het bepalen van de uiteindelijke TAC verloopt. In de evaluatie zal ik de betrouwbaarheid van het wetenschappelijk advies, de overeenstemming van de beheersadviezen t.o.v. de adviezen en de problemen met het naleven van de vooropgestelde maatregelen, nader toelichten. Die verschillende aspecten moeten worden gezien in een historisch kader. Alle partijen hebben immers voortdurend geleerd uit fouten en hebben dan ook aanpassingen gedaan, ten behoeve van een beter GVB. Analysemodellen werden verbeterd, nieuwe ideeën t.o.v. het verstrekken van advies werden uitgewerkt en socio-economische veranderingen zorgden ervoor dat het GVB een dynamische historie heeft gekend. Daarom ben ik minder bezorgd over wie gelijk of ongelijk had, maar voornamelijk wil ik de lessen beklemtonen die we kunnen trekken uit het verleden.

## 2 PROBLEEMSTELLING

### 2.1 VISVISSERIJGEGEVENS

#### 2.1.1 PLATVISVISSERIJ

Platvissen worden gevangen in een “gemengde” demersale visserij. Met “gemengd” wordt hier bedoeld, een visserij waarbij meerdere soorten vis worden gevangen zoals tong, schol, schar, tarbot, griet, enz.. Het grootste gedeelte van de totale vangst ( $\square$  80%) is afkomstig van de Boomkorvisserij die hoofdzakelijk een gerichte visserij is naar tong en schol. Daarnaast is er ook nog een sterk selectieve “warrel-net” visserij. De rest wordt gevangen als bijvangst door de bordenvisserij en de “seine” visserij (ICES, 1998).

De “gemengde” visserij en de verscheidenheid in de gebruikte netten hebben geleid tot specifieke beheersproblemen. Bij een reglementering voor maatwijdte moet de selectiviteit van de verschillende netten in acht genomen worden. Waar bijvoorbeeld een geschikte maaswijdte voor schol de legale tongvangsten sterk zal verminderen, zal er bij een geschikte maaswijdte voor tong een aanzienlijk aantal ondermaatse schol gevangen worden. Het feit dat de vangsten van verschillende soorten niet alleen sterk variëren tijdens het jaar, maar dat de vissen ook op andere plaatsen worden gevangen, maakt het allemaal nog maar een beetje ingewikkelder.

#### 2.1.2 SCHOL

Schol is sinds de start van de industriële revolutie in de tweede helft van de 19de eeuw een vissoort waarop doelgericht werd gevist in de demersale visserij. Uit een grondige studie van de Noordzee-scholvisserij van Rijnsdorp en Millner (1996) blijkt dat de exploitatie van schol veel hoger lag vóór dan na Wereldoorlog II. De extreem hoge exploitatie in de vooroorlogse periode was voornamelijk te wijten aan een visserij met kleine maaswijdte in de kustgebieden, gericht op het vangen van onvolwassen schol. Na Wereldoorlog II nam het aantal vissersvaartuigen aanzienlijk af. Daarbij kwam nog dat de invoer van een minimum maaswijdte en een minimum aanvoerlengte in 1946 ook invloed had op de totale aanvoer van schol.

Er dient evenwel vermeld dat de minimum maaswijdte (75 mm) voor de demersale visserij niet selectief genoeg was ten opzichte van de minimum aanvoerlengte (26 cm). Hierdoor hebben “teruggooivis” (terug overboord gegooide vis) steeds een groot gedeelte uitgemaakt van de vangsten (Van Beek, 1990). Op het einde van de jaren tachtig werd de minimum maaswijdte geleidelijk opgetrokken tot uiteindelijk 100 mm in 1992. Na 1992 werd er een uitzondering gemaakt voor de visserij ten zuiden van 55° N <sup>1</sup> waarbij 80 mm maaswijdte werd toegestaan voor de tongvisserij. Hierdoor worden nog altijd grote hoeveelheden ondermaatse schol gevangen in de zuidelijke Noordzee.

---

<sup>1</sup> EU doc SEC94 2122

Data collectie van Noordzee schol sinds 1957 laat ons toe een gedetailleerde evaluatie te maken van dit visbestand m.b.t. de sterfte veroorzaakt door de visserij. De vangsten zijn in de laatste 30 jaar verdubbeld maar vertonen dan weer een sterke daling sinds 1990 (Figuur 1). Hoewel de visserijsterfte<sup>2</sup> (F) periodes kende van toename en afname is er sinds 1957 tot op heden een globale verhoging van F waargenomen van 0.2 tot 0.5. Dit betekent ongeveer een verdubbeling van de visserijinspanning. In tegenstelling tot de daling van de vangsten in de laatste jaren bleef de visserijsterfte vrij hoog. Rekrutering was vrijwel stabiel hoewel af en toe sterke jaarklassen werden genoteerd. Gedurende de jaren tachtig werden broedklassen genoteerd die boven het gemiddelde lagen en ongetwijfeld de vangsttoename in deze periode in de hand hebben gewerkt. De biomassa van de geslachtsrijpe vissen (Spawning Stock Biomass = SSB of paaistand) bereikte zijn hoogste waarden in de jaren zestig gevolgd door een veel lagere waarde in de jaren zeventig. De lichte stijging op het einde van de jaren tachtig werd gevolgd door een spectaculaire daling vanaf 1990.

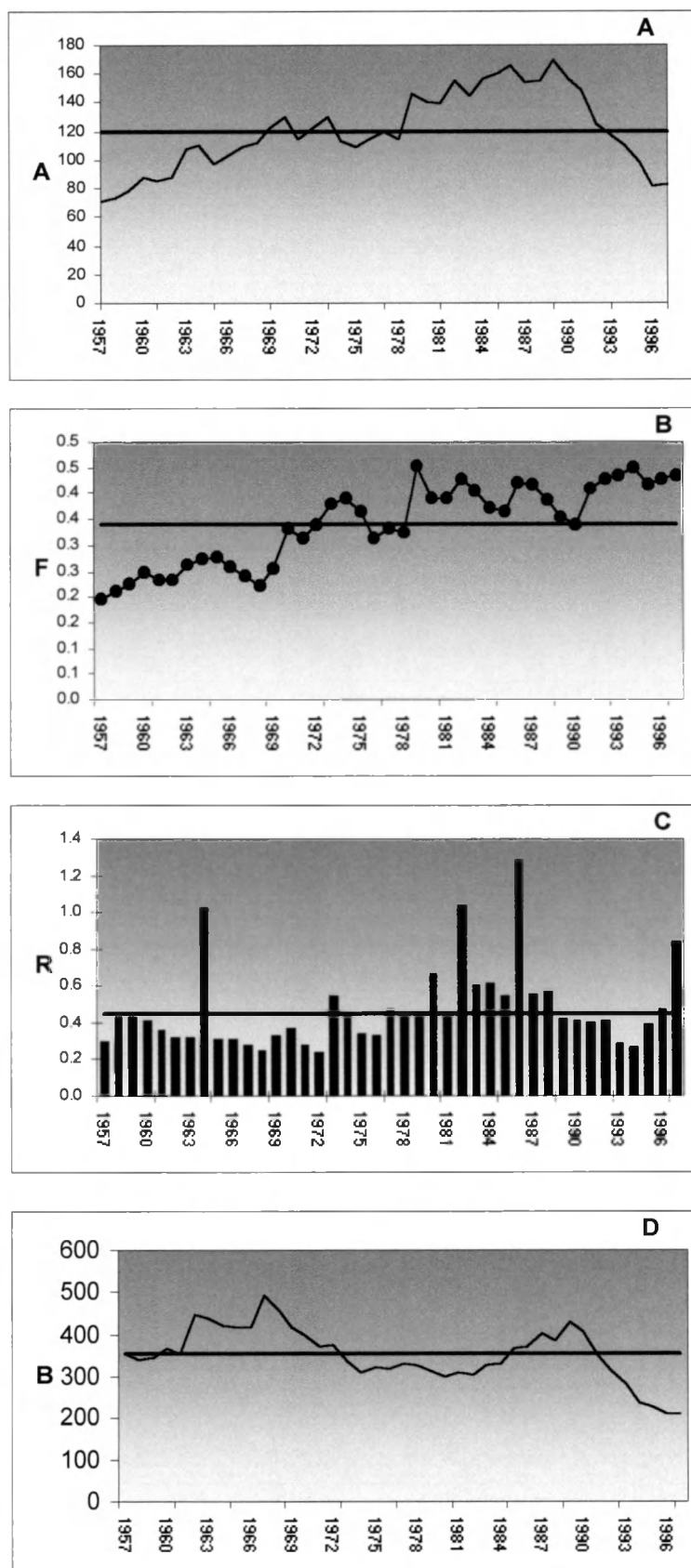
Hoewel de vangsten (en SSB) afhankelijk zijn van de visserijsterfte (F) en rekrutering (R) is de bijdrage van de verschillende parameters niet zo makkelijk te begrijpen. Bovendien zijn er significante verschillen in gemiddeld gewicht geregistreerd (W) (Rijnsdorp en al., 1997) waardoor de aanvoercijfers ontegensprekelijk ook werden beïnvloed. Om dit te illustreren werd het verschil berekend tussen de aanvoer, uitgaande van de gemiddelde waarden van F, R en W en de effectieve waarden van de parameters in het berekeningsmodel ("assessment") (Figuur 2). Voor de berekening van elke curve kreeg één parameter de effectieve waarden van het assessment terwijl de andere parameters de gemiddelde waarde van de tijdsreeks werd toebedeeld.

Tijdens de eerste jaren met lage waarden van R en W, werden vangsten beneden het gemiddelde genoteerd. De effectieve vangsten volgden duidelijk deze trend. Gedurende de jaren zeventig werden relatief hoge gewichten (W) en lage rekrutering (R) waargenomen. De vangsten bleken hierbij te schommelen rond de gemiddelde waarde, waaruit mag worden besloten dat beide parameters een nivellerend effect hadden op de vangsten. In de jaren tachtig werden de vangsten duidelijk beïnvloed door de goede rekrutering waarbij de daling van het gewicht (W) toch enigszins een remmende factor was bij de toenemende vangstcijfers. Uiteindelijk is de sterke daling in de vangsten sinds 1990 bijna hoofdzakelijk te wijten aan de slechte rekrutering.

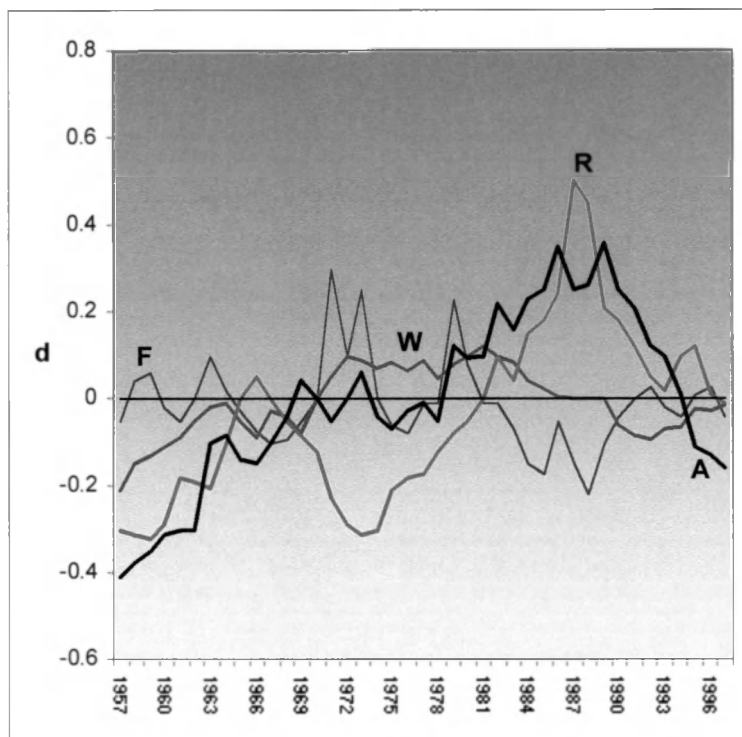
---

<sup>2</sup> In dit document is visserijsterfte (F) een directe maat van visserijinspanning. De omzetting van F's naar exploitatie en jaarlijkse percentages overlevenden (S) kunnen ongeveer als volgt worden weergegeven: F=0.1 S=82%; F=0.2 S=74%; F=0.3 S=67%; F=0.4 S=61%; F=0.5 S=55%; F=0.6 S=50%. Dit betekent bij de huidige visserijsterfte F=0.5 dat slechts 55% van het scholbestand een kans heeft om meer dan één jaar te overleven. Van de 45% die zullen sterven is wordt er 38% aangevoerd en zal er 7% aan en natuurlijke dood sterven.

**Figuur 1** - Trends in (A) Aanvoer ('000 t), (B) Visserijsterfte (jaar-1; gemiddelde leeftijd 2-10), (C) Rekrutering ('000 miljoen, 1 jarigen) en (D) Paaistand ('000 t) voor schol.



**Figuur 2** - De deviatie (d) van de gemiddelde jaarlijkse Aanvoer (A) t.o.v. de berekende deviaties als respectievelijk alleen de visserijsterfte (F), de rekrutering (R) en het gewicht (W) schommelen volgens de veronderstelde patronen (telkens werden de twee overige parameters constant gehouden op de gemiddelde waarde).



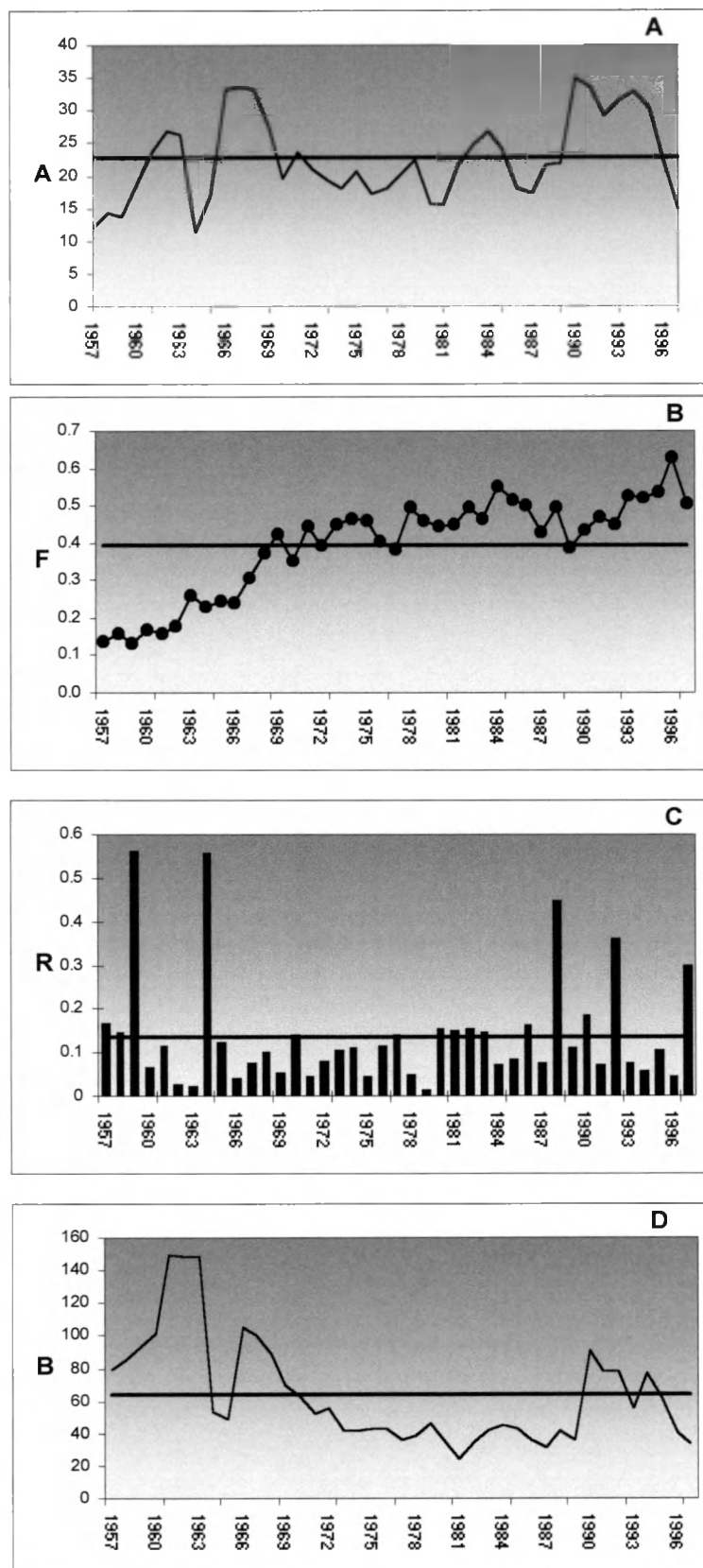
Voor wat de invloed van de visserijsterfte (F) betreft kan een belangrijke vaststelling worden gemaakt. Terwijl de fluctuaties van F in de beginperiode duidelijk de schommelingen in de vangsten volgden, is er weinig correlatie tussen F en de vangsten sinds 1980. De verdubbeling van de vangsten in de laatste 30 jaar (Figuur 1) is dus duidelijk niet alleen te wijten aan de stijging van de visserijsterfte. Men kan hier wellicht spreken van “growth-overfishing”, wat betekent dat de huidige visserijsterfte hoger is dan nodig voor een maximum vangst op lange termijn. Uit Figuur 2 volgt dat de relatieve impact van de veranderingen van het gewicht (W) tussen -15% en +15% liggen, terwijl bij de rekrutering (R) de schommelingen liggen tussen -30% en +60%.

### 2.1.3 TONG

Hoewel er vóór Wereldoorlog II behoorlijk veel tong werd aangevoerd (gemiddeld 15.000 ton), moet de stijging tot 26.000 ton in 1962 als een substantiële toename worden omschreven (Millner en Whiting, 1996). Tussen 1960 en 1995 bleven de vangsten nagenoeg stabiel met uitzondering van eind de jaren zestig en begin de jaren negentig. Toen werden verhoogde vangsten genoteerd te wijten aan goede rekruteringen (Figuur 3).



**Figuur 3** - Trends in (A) Aanvoer ('000 t), (B) Visserijsterfte (jaar-1; gemiddelde leeftijd 2-8), (C) Rekrutering ('000 miljoen, 1 jarigen) en (D) Paaistand (SSB)('000 t) voor tong.



De extreem zwakke aanvoer in 1963 moet worden toegeschreven aan de uitzonderlijk strenge winter van dat jaar waarbij een zeer grote natuurlijke sterfte werd waargenomen. Tongbestanden zijn bij extreem lage temperaturen onderhevig aan verstoring van de osmoregulatie waardoor de sterfte sterk toeneemt. Er werd een uitgesproken stijging van de visserijsterfte genoteerd tot in de beginjaren zeventig. Hoewel men sindsdien van een stabilisatie kan spreken, is er in de laatste jaren een voortdurende stijging in F waar te nemen. De cyclische perioden van toename en afname in exploitatie, hoewel niet identiek, volgen toch min of meer deze van de schol. De schommelingen in rekrutering van tong zijn veel sterker uitgesproken dan deze bij schol. De paaistand bereikte zijn hoogste waarde in het begin van de jaren zestig. De gemiddelde en zelfs zwakke jaarklassen tussen 1967 en 1987 zorgden uiteraard voor een daling in SSB. In de laatste jaren werd echter opnieuw een stijging van de SSB genoteerd, en dit door drie goede jaarklassen in 1994, 1996 en 1998.

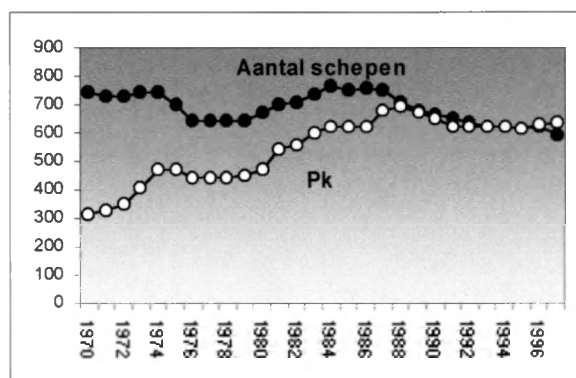
#### 2.1.4 BOOMKORVISSERIJ

Om de trends in visserijsterfte (F) voor zowel schol als tong beter te begrijpen is het nodig de ontwikkeling van de Boomkorvisserij specifiek te bekijken. Vóór de jaren zestig was de visserij overwegend een bordenvisserij. Met de introductie van de sterkere motoren op de schepen na Wereldoorlog II zag men dat door het gebruik van extra kettingen voor de netten, er duidelijk meer tong en schol werd gevangen. Daar tong ook op dit moment een hoge marktwaarde had, werden er steeds meer en meer kettingen gebruikt om de vangsten op te voeren. Bij de bordenvisserij had het gebruik van verscheidene kettingen een nadelige invloed op de oppervlakte die werd bevestigd. De borden die het net moesten open houden, werden steeds dichter bijeen getrokken door de kettingen waardoor er uiteindelijk minder vis werd gevangen dan verwacht.

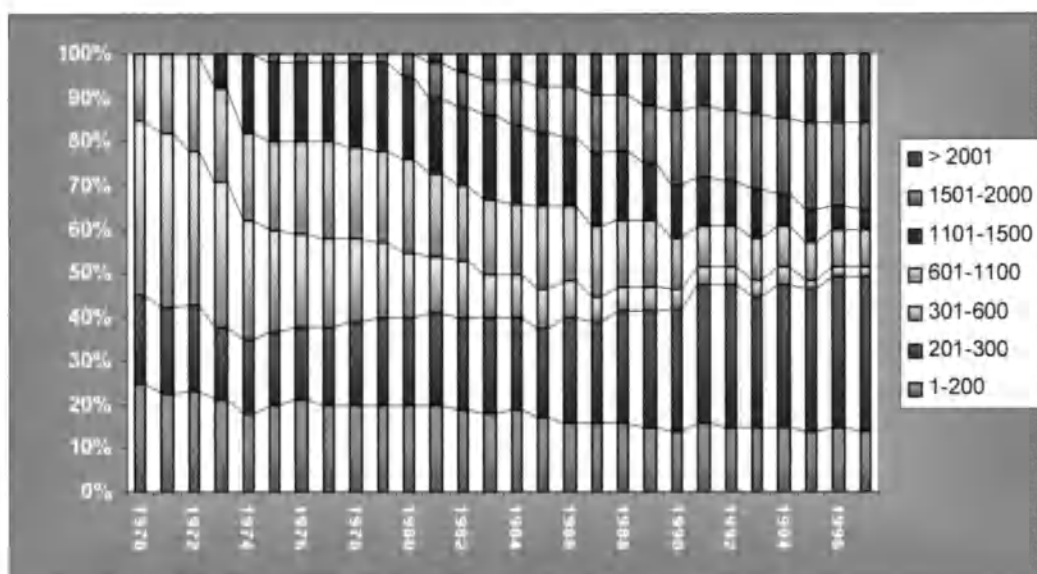
De introductie in de jaren zestig van de boomkor met zijn vaste netopening bleek de gepaste oplossing voor het probleem. Het feit dat de vangsten toenamen met het gebruik van meer kettingen, grotere boomkorren en een grotere snelheid van het schip, betekende de start van een versnelde investering in technische middelen voor vele vissers. Steeds grotere en krachtiger motoren werden in de bestaande schepen ingebouwd en de nieuwe vissersvaartuigen konden niet groot en krachtig genoeg zijn. Het resultaat wordt geïllustreerd in de Figuren 4 en 5. Door het samenvoegen van de gegevens van de Belgische en de Nederlandse visserijvloten kon een representatief beeld worden gevormd van de Noordzee-visserij op tong en schol, daar beide vloten ongeveer 85% van de platvis uit de Noordzee aanvoeren. Figuur 4 toont dat het aantal schepen tussen 1970 en 1974 stabiel bleef terwijl het nominaal motorvermogen (Pk) sterk toenam. In die periode werden overwegend de oude schepen vervangen door nieuwe krachtiger vaartuigen. Er volgde een periode waarbij de kleine schepen uit de markt werden geconcentreerd en waarbij het motorvermogen van de vloot vrij stabiel bleef. Een nieuwe golf van investering greep plaats tussen 1980 en 1987. Dit is duidelijk te zien in de stijging van het motorvermogen maar zeker niet in het aantal schepen. Sinds 1988 is er een daling, zowel in het aantal schepen als in het motorvermogen door de opgelegde maatregelen van de EU. Er dient evenwel opgemerkt dat er twijfel bestaat of de hoger vermelde trends de schommelingen in de werkelijke visserijinspanning weergeven.

Figuur 5 toont aan dat er behoorlijke verschuivingen zijn gebeurd in de motorvermogen-categorieën (Frost, 1995). De categorie 200-300 Pk is duidelijk toegenomen, waarschijnlijk door het invoeren van de 12 mijl zone en ook door het invoeren van de “plaice-box”. Deze laatste gaf aan deze categorie schepen extra visserijmogelijkheden. Ook de categorie boven 1500 Pk is in aantal vaartuigen toegenomen, terwijl de schepen met een motorvermogen tussen 300 en 1500 Pk zéér sterk verminderd zijn. Hier moet evenwel opgemerkt worden dat de trends in Figuur 5 hoofdzakelijk bepaald worden door de zéér omvangrijke Nederlandse vloot. De Belgische visserijvloot bestaat nog steeds voor een groot gedeelte uit vaartuigen met een motorvermogen tussen 800 en 1200 Pk. De reden waarom er geen toename is gebeurd in het aantal schepen boven 2000 Pk moet gezocht worden in de nationale reglementeringen die beperkingen opleggen op het motorvermogen bij de bouw van nieuwe vaartuigen. Ook hier kan men zich evenwel de vraag stellen of de officiële verschuivingen in motorvermogen werkelijk hebben plaatsgevonden. De conclusie kan alleen maar zijn dat autonome economische processen aan de grondslag liggen van de veranderingen in de visserijvloot, maar dat beheersmaatregelen er toch een zekere invloed op hebben gehad.

**Figuur 4** – Aantal vaartuigen en totaal motorvermogen in Pk van de Belgische en de Nederlandse vloot.



**Figuur 5** – Procentuele samenstelling van de Belgisch / Nederlandse vissersvloot volgens het aantal vaartuigen en Pk categorie.



## 2.2 HET GEMEENSCHAPPELIJK VISSERIJBELEID

### 2.2.1 RICHTLIJNEN

Bij een evaluatie van het TAC beheer van de EU moeten zowel de impliciete als expliciete doelstellingen nader bekeken worden. De verordening (EEG) N° 3760/92 (artikel 2, par. 1) zegt:

*“... the general objectives shall be to protect and conserve available and accessible living marine aquatic resources, and to provide for rational and responsible exploitation on a sustainable basis, in appropriate economic and social conditions for the sector, taking account of its implications for the marine ecosystem, and in particular taking account of the needs of both producers and consumers.”*

“Rational exploitation” heeft een duidelijke betekenis in de visserijwetenschap (Beverton and Holt, 1957) en dit artikel werd door wetenschappers geïnterpreteerd als de exploitatie van visstocks op een maximum niveau ( $F_{max}$ ) corresponderend met een maximum aanvaardbare vangst (maximum sustainable yield). Wetenschappelijk gezien is de correcte bepaling van  $F_{max}$  niet zo eenvoudig omdat de  $F_{max}$  kan veranderen na verloop van tijd. Daarbij is deze  $F_{max}$  enkel gebaseerd op biologische gegevens en houdt ze absoluut geen rekening met socio-economische factoren noch met de behoeften van producenten of gebruikers. Hoewel de verordening spreekt van “maximum aanvaardbare vangst” en dit ook strictu sensu geïnterpreteerd en toegepast wordt door de wetenschappers, wil dit niet zeggen dat de EU geen rekening moet houden met socio-economische overwegingen bij het bepalen van de TAC's.

Artikel 8, par. 3 van dezelfde verordening zegt:

*“The Council may establish management objectives, on a multiannual basis, for each fishery or group of fisheries in relation to the specific nature of the resources concerned.”*

Dit artikel suggereert dat het naleven van algemene beheersobjectieven wellicht niet voldoende is en dat er mogelijk meer specifieke doelstellingen vereist zijn voor individuele visserijen. In navolging hiervan werd in 1993 door de Europese Commissie (EC) een voorstel gedaan<sup>3</sup> voor specifieke “doel referentiepunten” voor de visserijsterfte en het tijdsbestek nodig om deze waarden te bereiken. Spijtig genoeg keurde de Europese Ministerraad dit voorstel nog steeds niet goed.

Een belangrijke nieuwe ontwikkeling is dat een groot aantal landen, samen met de EU de “FAO Code of Conduct” hebben onderschreven, waarin wordt gepleit voor een “voorzorgsbenadering” (FAO, 1995).

Artikel 6.5 van deze code zegt:

---

<sup>3</sup> EC doc. COM(93) 663 def.

*“ ... fisheries management organisations should apply a precautionary approach widely to conservation, management and exploitation of living aquatic resources in order to protect them and preserve the aquatic environment, taking account of the best scientific evidence available ...*

*... The absence of adequate scientific information should not be used as a reason for postponing or failing to take measures to conserve target species, associated or dependent species and non-target species and their environment...”*

Hoewel ook deze formulering algemeen is, waarbij niet wordt gespecificeerd hoe “voorzichtig” er opgetreden dient te worden, zijn er toch bepaalde implicaties voor de formulering van het advies en de uiteindelijk te nemen beheersbeslissingen. Onzekerheden in de wetenschappelijke berekeningen en kansberekeningen waarbij bepaalde visserijen niet kunnen blijven bestaan onder zware visserijdruk, spelen een nadrukkelijke rol in het visserijbeheer.

De hoofdreden voor de keuze van een TAC beheerssysteem met vastgelegde nationale quota onder het GVB, was een relatieve stabiliteit in de visserij van de lidstaten (Holden, 1994). M.a.w. alle lidstaten zouden een gelijkwaardige behandeling krijgen bij winst of verlies. Het vaststellen van die “vaste” nationale verdeelsleutels werd gebaseerd op historische vangsten en speciale toegevingen voor specifieke visserijen.

Het initiële GVB van 1983 werd in 1993 hernieuwd voor een periode van 10 jaar. Dit wil zeggen dat het TAC beheer wettelijk bindend is tot 2002 en dat het ook automatisch verlengd zal worden, tenzij de Europese Ministerraad een ander systeem zou voorstellen. Uit preliminair onderzoek, dat momenteel nog bezig is, blijken bijna alle lidstaten een uitgesproken voorkeur te hebben voor het TAC-systeem.

## 2.2.2 DE PROCEDURE VAN HET TAC BEHEER

De jaarlijkse beslissingsprocedure i.v.m. de TAC's is waarschijnlijk het best te vergelijken met een aflossingskoers waarbij de deelnemers ogenschijnlijk niet altijd behoren tot hetzelfde team. Voor de toeschouwers zal de gevolgde weg, het doorgeven van de stok en de eindmeet – waartoe moet dit alles leiden? – niet altijd even duidelijk zijn. Vandaar een beetje uitleg.

- (a) Op het einde van elk jaar vraagt de EU aan de “International Council for the Exploration of the Sea” (ICES) beheersadvies en vangstopties voor de visbestanden waarvoor de EU bevoegd is. ICES is een intergouvernementele organisatie, bestaande uit 21 leden/landen. Wat de Noordzee platvisbestanden betreft, wordt enkel advies gevraagd voor schol en tong.
- (b) ICES delegeert de formulering van dit advies naar het “Advisory Committee on Fisheries Management” (ACFM). Elk lid/land in dit comité is vertegenwoordigd door één afgevaardigde. Op zijn beurt vraagt ACFM aan verschillende werkgroepen die in opdracht werken voor dit adviesorgaan, om de verschillende visbestanden te evalueren en vangstopties te berekenen.

Deze werkgroepen bestaan uit experts van diverse Europese en niet-Europese landen. ACFM heeft de taak om kwaliteitscontroles uit te oefenen van de wetenschappelijke berekeningen, de jaarlijkse rapporten te controleren en te verifiëren, en ten slotte het wetenschappelijk advies te formuleren. De "Working Group on Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak" (ICES, 1998) is verantwoordelijk voor de berekeningen van de schol- en tongbestanden in de Noordzee. Deze werkgroep komt elk jaar samen in oktober, juist voor de ACFM vergadering in november.

- (c) Het ACFM advies wordt, vooraleer de EC ze aanvaardt, gecontroleerd door een intern experts college van de EU, nl. het "Scientific, Technical and Economical Committee on Fisheries" (STECF). Vervolgens zal de Europese Commissie intern TAC's voorstellen aan de Europese Ministerraad. Deze voorstellen verschillen meestal weinig van het wetenschappelijk advies, geformuleerd door ACFM. Voor visbestanden die samen geëxploiteerd worden met landen die niet behoren tot de EU, wordt uiteraard eerst onderhandeld met deze landen bij het vastleggen van de voorlopige TAC's. Dit is o.a. het geval voor schol in de Noordzee waarover er vooraf besprekingen worden gevoerd met Noorwegen.
- (d) De Europese Ministerraad neemt de eindbeslissing in de maand december bij het vastleggen van de TAC's voor het volgende jaar. Bij die laatste stap wordt er sterk politiek gelobbyd door de visserijindustrie. Dit laatste zorgt er meestal voor dat de vooropgestelde TAC's van de Commissie worden aangepast. De beheersobjectieven voor deze aanpassingen worden zelden expliciet vermeld, maar de ministers proberen steeds een zo groot mogelijke TAC te verkrijgen voor de visbestanden die belangrijk zijn voor hun visserij. Hierdoor moeten zij zo weinig mogelijk beperkingen opleggen en hebben ze hun politiek mandaat volgens hun landgenoten naar behoren uitgevoerd. Een grotere TAC betekent automatisch grotere visquota en ... hier zijn alle vissers tevreden mee.

De visquota zijn namelijk rechtstreeks afgeleid van de grootte van de TAC's. Elke TAC wordt immers verdeeld onder de lidstaten volgens een "vaste" verdeelsleutel, gebaseerd op historische aanvoergegevens en speciale toegevingen voor specifieke visserijen. Na de officiële verdeling worden er door de lidstaten onderling nog visquota geruild maar de totale toegestane vangst (TAC) blijft behouden.

- (e) De verschillende landen zijn afzonderlijk verantwoordelijk opdat de nationale quota worden gerespecteerd en niet overschreden. De manier waarop de controle gebeurt en hoe de visquota uiteindelijk aan de vissers worden opgelegd, verschilt van land tot land. Naast de nationale reglementering heeft de EU aan alle landen twee extra verplichtingen opgelegd. Op zee noteren de schippers niet alleen de vangsten in logboeken maar ook de lidstaten moeten tijdens het jaar de officiële aanvoergegevens aan de EU meedelen. Er dient ook nog vermeld dat het nationaal visserijbeheer ondergeschikt is aan het GVB van de EU. Dit betekent dat de ministers in de Europese Ministerraad het GVB mogen beïnvloeden, maar dat zij in hun land geen beheersmaatregelen mogen nemen in strijd met de goedgekeurde beslissingen.

## 2.3 HET WETENSCHAPPELIJK ONDERZOEK

De basis voor de evaluatie van de visstocks is beschikbaar in uitgebreide rapporten van de ICES werkgroep: "Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skaggeerrak" (ICES, 1998) en rapporten van het "Advisory Committee on Fisheries Management" (ICES, 1997)<sup>4</sup>.

### 2.3.1 BIOLOGISCHE ANALYSES

De biologische analyses zijn gebaseerd op "Virtuele Populatie Analyse" (VPA; Gulland, 1965). De essentie van dit concept is dat elke vis, gevangen op tijdstip  $t$ , moet aanwezig zijn geweest in de zee op tijdstip  $t^{-1}$  en uiteraard ook voor dit tijdstip. Door het optellen van vangsten van verschillende jaarklassen en deze terug te rekenen in de tijd, bekomt men een schatting van de totale populatie per jaar en per leeftijdscategorie. Uiteraard dient er ook rekening te worden gehouden met de natuurlijke sterfte in de verschillende jaren en voor de verschillende leeftijden.

Volgende twee manieren kunnen worden gebruikt om de betrouwbaarheid van de biologische analyses en de hiermee gepaard gaande adviezen te evalueren:

- (a) Door het vergelijken van relevante parameters van individuele jaren uit opeenvolgende biologische analyses (Quality Control Diagrams). Van de vier algemeen geëvalueerde parameters door ACFM – gemiddelde visserijsterfte ( $F$ ), paaistand ( $SSB$ ), rekrutering ( $R$ ) en vangsten – heb ik ervoor gekozen om enkel de eerste twee nader te bekijken.
- (b) Door gebruik te maken van retrospectieve analyse. Hiervoor wordt de huidige analysemethode eerst uitgevoerd op de beschikbare data, gevolgd door het gebruik van dezelfde methode op de data zonder de gegevens van het laatste jaar. Vervolgens worden de gegevens van de twee laatste jaren verwijderd, enz.

Het verschil tussen beide methoden is dat de "Quality Control Diagrams" het effect reflecteert van de verbeterde methodologie en/of van data correcties in de opeenvolgende jaren; de retrospectieve analyse daarentegen verstrekt informatie over de consistentie van het resultaat bij het gebruiken van een vaste methodologie en ongewijzigde data.

---

<sup>4</sup> Er wordt alleen naar de laatste rapporten verwezen. Vorige rapporten zijn eveneens verkrijgbaar in ICES

### 2.3.2 HET WETENSCHAPPELIJK ADVIES

De gebruikte informatie bestaat uit de jaarlijkse geadviseerde TAC's door ACFM vanaf 1978<sup>5</sup> tot 1998, waarbij een samenvatting is gegeven voor schol en tong in Tabel 1. In feite is het niet vanzelfsprekend om de complexiteit van het geheel juist te interpreteren. ACFM geeft dikwijls enkel advies betreffende de visserijsterfte (F) en niet *sensu strictu* over TAC's. Het is namelijk geweten<sup>6</sup> dat veranderingen in F de vangsten zullen beïnvloeden maar dat TAC's, zelfs indien ze worden toegepast, niet noodzakelijk de beoogde vermindering in visserijsterfte zullen bereiken. Het is zo dat de EU het advies interpreteert alsof het een TAC advies betreft met vangstopaties. Daarom moet het wetenschappelijk advies m.b.t. de visserijsterfte ook geëvalueerd worden alsof het een TAC advies was.

ACFM heeft in zijn advies niet altijd dezelfde terminologie gebruikt ("recommends", "advises", "prefers"), en het is niet zo duidelijk of de gebruikte woorden steeds dezelfde ondubbelzinnige betekenis hadden. Waarden die niet afgeleid zijn van duidelijke aanbevelingen, werden tussen haakjes geplaatst om aan te duiden dat het hier niet om een sterk advies ging. Ook waar ACFM geen voorkeur had, werd de status-quowaarde tussen haakjes geplaatst. Uitdrukkingen zoals "there are no long-term gains to be expected from increases in F" duiden erop dat er liefst geen verhoging van de visserijsterfte werd toegestaan. De Europese Unie heeft dit ook zo geïnterpreteerd in het voorstellen van de TAC's.

Tabel 1 heeft naast de "geadviseerde" TAC's zoals hierboven beschreven, ook de basis van de voorspelling (de verandering in F), de motivatie om deze basis te kiezen en bijkomende commentaren opgenomen in het advies.

Tabel 2 vergelijkt de informatie van (1) de geadviseerde TAC's door ACFM, (2) de werkelijke TAC's beslist door de Europese Ministerraad, (3) de officieel gerapporteerde vangsten en (4) de geschatte vangsten door leden van de ICES werkgroepen. Deze informatie wordt gebruikt om te evalueren tot op welke hoogte het advies werd gevolgd en hoe doeltreffend de TAC's werden nageleefd. Er moet worden vermeld dat de biologische analyses werden gedaan aan de hand van de "best mogelijk beschikbare gegevens" die meestal verschillen van de officieel aangevoerde hoeveelheden. Bijkomende informatie komt meestal rechtstreeks van de visserijindustrie op confidentiële basis of via import/export gegeven.

---

<sup>5</sup> ACFM werd opgericht in 1979 naar aanleiding van het samengaan van de comités van ICES en NEAFC. Hoewel er voor 1979 ook TAC advies werd gegeven, waren ze niet aangevraagd op een systematische basis en werden ze niet opgenomen in Tabel 1.

<sup>6</sup> In de "gemengde visserij" zal bijvoorbeeld uiteraard nog verder worden gevisd op de ene vissoort als voor de andere de TAC is bereikt. De visserijsterfte op de tweede soort zal dus niet verminderen hoewel de TAC officieel is bereikt.



Tabel 1 – ACFM advies voor schol (TAC's) gedurende de periode 1978-1998

Year	Effective TAC (ton)	Basis	Motivation	Comments
1978	115.000	Sq F	No gains from incr. F	Original advice: 95.000t; revised by ACFM in 1978
1979	120.000	Sq F	No gains from incr. F	
1980	112.000	Sq F	Maintain SSB; prevent incr. In F	
1981	105.000	20% red. In F	Maintain SSB level	
1982	(70.000)	Red. To Fmax	Increase SSB	Implicit TAC advice
1983	(181.000)	Within SBL	No pref. Indicated	Options: 80.000t (F=0.1) – 181.000t (sq F)
1984	(150.000)	Within SBL	Pref. For Fmax	Options: 80.000t (F=0.1) – 182.000t (sq F)
1985	(130.000)	Within SBL	Pref. For Fmax	Options: 80.000t (F=0.1) – 147.000t (sq F)
1986	<	Red. Below F 1984	Stop decline in SSB	Reduction towards Fmax
1987	120.000	Red. Below F 1984	Concern about high F	Advice: improve expl. Pattern
1988	<	Reduce F	Rebuild and maintain SSB > 300.000t	Attention to high unreported landings! Impliment Plaice Box to improve expl. Pattern
1989	(175.000)	Reduce F	Maintain buffer in SSB above 300.000t	Advice on Plaice Box reinforced
1990	171.000	Sq F	Recruitment good; SSB stable	
1991	(169.000)	Sq F	F at historic high; SSB well above MBAL	Options: 142.000 (20%red. In F) – 169.000t (sq F), Pref. indicated Adv. On mixed Fish.
1992	(160.000)	Sq F	No gains from inc. F	Options: 135.000 (20%red. In F) – 160.000t (sq F), Implicit TAC Adv. On mixed Fish.
1993	(170.000)	Sq F	No gains from inc. F	Options: 142.000 (20%red. In F) – 170.000t (sq F), Implicit TAC Adv.
1994	(147.000)	Sq F	Within SBL: no gains from incr. F	Options: 123.000 (20%red. In F) – 147.000t (sq F), Implicit TAC Adv.
1995	< 87.000	Sign. Reduc. in F	Prevent SSB from decr. Below MBAL	Assesment changed significantly since last year
1996	61.000	Reduc. In F of	Rebuild SSB above MBAL	Assessment consistent with last year
1977	80.000	Reduc. In F of	Rebuild SSB	TAC / quota measures alone are unlikely sufficient
1998	82.000	Fish at F = 0.3	Agreement with Norway	Low probability of SSB faling below MBAL

Tabel 1 vervolg – ACFM advies voor tong (TAC's) gedurende de periode 1978-1998

Year	Effective TAC (ton)	Basis	Motivation	Comments
1978	8.000			Advice by liaison Committee in 1977
1979	13.000	50% red. in F	To increase SSB	
1980	10.000	Precaut approach	Uncertainty in assessment	High natural mortality exp. From severe winter
1981	15.000	Precaut approach	Uncertainty in assessment	Effect of change in legal min. Mesh size to 80 mm per 1-12-1980 uncertain
1982	15.000	Precaut approach	Uncertainty in assessment	
1983	(15.000)	Reduce to Fmax	To incr. Long-term yield and SSB	Options: 9.000 (F=0.1) – 20.000t (sq F), Implicit TAC adv.
1984	(14.000)	Reduce to Fmax	F above any BRP	Options: 8.000 (F=0.1) – 22.000t (sq F), Implicit TAC adv.
1985	(15.000)	Reduce to Fmax	F above any BRP	Options: 8.000 (F=0.1) – 22.000t (sq F), Implicit TAC adv.
1986	(12.000)	Reduce to Fmax	F above any BRP	Options: 6.000 (F=0.1) – 21.000t (sq F), Implicit TAC adv.
1987	< 11.000	Reduce F by 40%	Rebuild the stock	Advice to close dir. Trawl fish. During spawning time; enforce legal min. mesh size
1988	< 11.000	Reduce F	Rebuild the stock above 50.000t	Attention to high unreported landings; Adv. on add. technical measures
1989	14.000	Sign. Red. in F	Allow strong 1987 yc to rebuild SSB	Enforce legal min. mesh size
1990	25.000	Reduce F by 20%	First step in nec. red. in F by 40%	Enforce legal min. mesh size
1991	27.000	Reduce F by 20%	Ensure that SSB will remain above MBAL	TAC regime has not resulted in intended red. in F; Real effort reduction required
1992	21.000	Reduce F by 20%	First step red. F by 40%; SSB above MBAL	Adv. on mixed fishery
1993	(29.000)	Sq F	Within SBL; no gains from incr. F	Options: 19.000 (Fmax) – 29.000t (sq F); MBAL adj. To 40.000t
1994	(31.000)	Sq F	Within SBL; no gains from incr. F	Options: 26.000 (20% red in F) – 31.000t (sq F)
1995	28.000	Sq F	Within SBL; no gains from incr. F	Options: 18.000 (40% red in F) – 28.000t (sq F)
1996	23.000	Sq F	Within SBL; no gains from incr. F	Measures should take into account recommendations for plaice
1977	14.600	Reduce F by 20%	Medium term SSB above MBAL	TAC / quota measures alone are unlikely sufficient
1998	18.100	Reduce F by 25%	Ensure that SSB will remain above 35 000	High probability of SSB remaining above 35 000 t in medium term

**Tabel 2** – Geadviseerde TAC's, effectieve TAC's, officiële aanvoergegevens en geschatte aanvoergegevens (cijfers tussen haakjes duiden erop dat er geen duidelijk advies was maar wel een voorkeur).

	Geadviseerde TAC ('000 ton)	Effectieve TAC ('000 ton)	Officiële Vangsten ('000 ton)	Geschatte vangsten (ICES) ('000 ton)
<b>(A) Schol</b>				
1977	71	100	119	119
1978	115	115	114	114
1979	120	120	145	145
1980	112	112	140	140
1981	105	105	140	140
1982	(70)	140	98	155
1983	(181)	164	101	144
1984	(150)	182	116	156
1985	(130)	200	146	160
1986	< 140	180	128	165
1987	120	150	131	154
1988	< 150	175	138	154
1989	(175)	185	152	170
1990	171	180	155	156
1991	(169)	175	143	147
1992	(160)	175	123	125
1993	(170)	175	115	115
1994	(147)	165	110	111
1995	< 87	115	97	98
1996	61	81	80	82
1997	80	91	82	83
1998	82	87		
<b>(B) Tong</b>				
1977	7	13	18	18
1978	8	10	20	20
1979	13	15	23	23
1980	10	15	16	16
1981	15	15	15	15
1982	15	21	22	22
1983	(15)	20	20	25
1984	(14)	20	20	27
1985	(15)	22	20	24
1986	(12)	20	13	18
1987	< 11	14	14	17
1988	< 11	14	13	22
1989	14	14	14	22
1990	25	25	26	35
1991	27	27	28	34
1992	21	25	26	29
1993	(29)	32	30	31
1994	(31)	32	31	33
1995	(28)	28	29	30
1996	(23)	23	21	22
1997	15	18	14	15
1998	18	19		

### 3 RESULTATEN

#### 3.1 KWALITEIT VAN DE BIOLOGISCHE ANALYSES

De platvisstocks worden jaarlijks geanalyseerd door ICES d.m.v. modellen gebaseerd op Virtuele Populatie Analyse (VPA). Hoewel in essentie dezelfde modellen worden gebruikt sinds 1983 is de methodologie geleidelijk verbeterd, waarbij statistische methodes voor het evalueren van verschillende parameters werden geïntroduceerd (Darby en Flatman, 1994). Iedere modificatie in de standaardroutine van de werkgroepen wordt nauwlettend geëvalueerd vooraleer ze wordt aangenomen. Het is evenwel vanzelfsprekend dat analyses uitgevoerd in de beginperiode er toch enigszins anders zouden uitzien indien de huidige beschikbare methoden zouden worden aangewend. De beschikbare diagnostiek van de huidige modellen laat immers betere evaluaties toe.

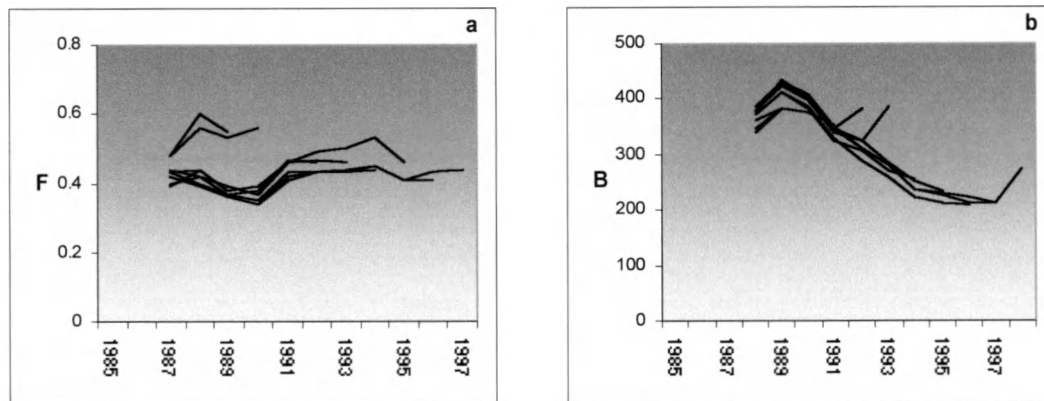
De analyse van de visstocks is niet alleen afhankelijk van de gebruikte methode. Er is ook een grote verscheidenheid aan gegevens noodzakelijk nl. de internationale vangstgegevens, de leeftijdverdeling van de aanvoer per land, de visserijinspanning van de verschillende vloten en gegevens van wetenschappelijke onderzoeksschepen. Al deze data vertonen niet alleen een foutenmarge, te wijten aan de staalname, maar ook allerlei andere handelingen zorgen voor extra foutenlast.

Gezien de complexiteit van het verzamelen van de data is het bijna onmogelijk om aanvaardbare betrouwbaarheidsgrenzen vast te leggen voor de analyses. Er is evenwel in de statistische modules van het analysemodel rekening gehouden met deze foutenlast. De coherentie tussen de verschillende componenten van de totale dataset wordt gebruikt als een gemiddelde om het relatief gewicht van de diverse componenten te bepalen. De statistische diagnoses geven eveneens een globale kwalificatie over de betrouwbaarheid van de analyse en worden als basis gebruikt om de analyse te aanvaarden of te verwerpen. Het corrigeren van de foutenlast, al dan niet te wijten aan verkeerd gerapporteerde vangsten, is veel moeilijker in te schatten. In de praktijk probeert iedere wetenschapper naar best vermogen deze foutenlast zo klein mogelijk te houden door correcties door te voeren op de nationale aanvoergegevens.

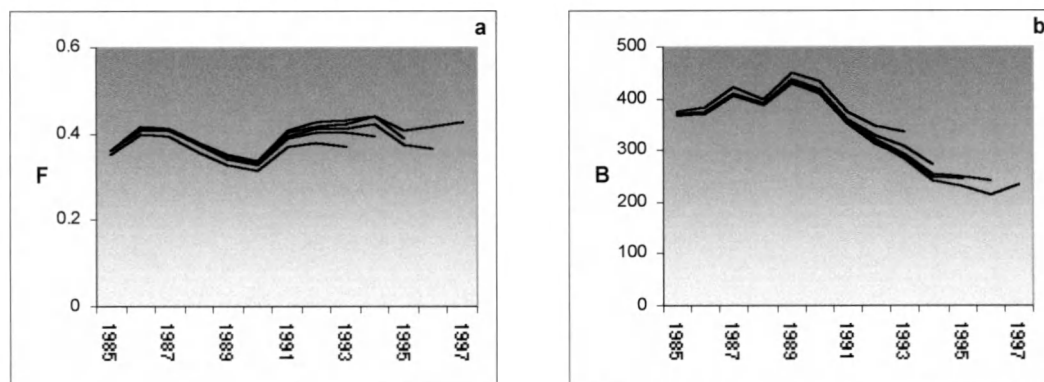
De "Quality Control Diagrams" voor visserijsterfte (F) en paaistand (SSB) m.b.t. schol (Figuur 6A) tonen aan dat de F waarden relatief stabiel waren in de laatste jaren, met uitzondering van een plotse daling tussen twee analyses. Voor wat SSB betreft kan men zeker spreken over een goede overeenkomst in de laatste acht jaar tussen de jaarlijks geschatte waarden. De retrospectieve analyse (Figuur 6B) toont ook een grote coherentie aan tussen de analyses hoewel de F waarden ook hier iets hoger waren in de eerste jaren. Dit suggereert dat de data niet 100% consistent zijn, m.a.w. er zijn variaties in de data van het ene jaar op het andere die niet echt verklaard kunnen worden door het model.

**Figuur 6** – Kwaliteit controle diagrammen (A) en diagrammen van retrospectieve analyse (B) van visserijsterfte F (a) en paaistand (b) voor schol.

A Kwaliteit controle diagrammen



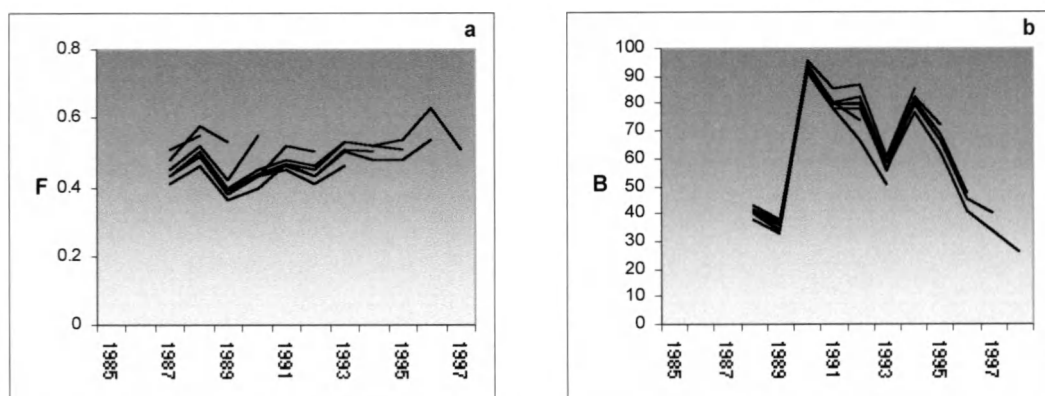
B Retrospectieve analyse diagrammen



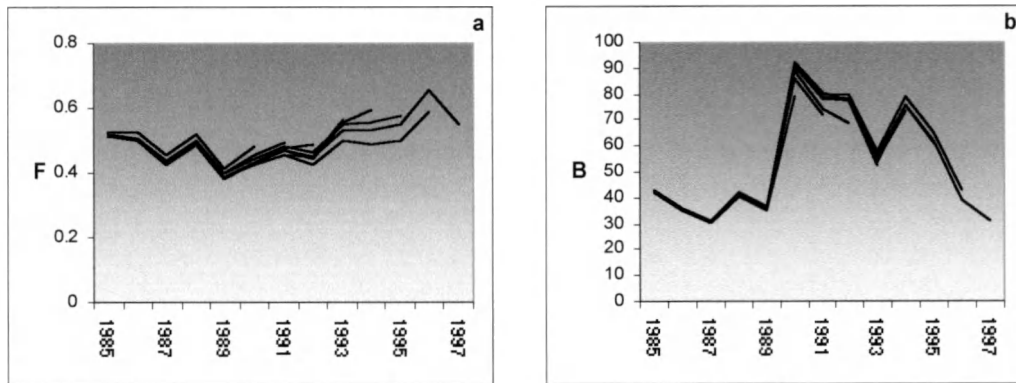
Soortgelijke data voor tong vertonen in de “Quality Control Diagrams” kleinere variaties dan bij schol (Figuur 7A) hoewel er ook verschillen zijn in de F waarden van de diverse analyses. Bij de retrospectieve analyse zijn de verschillen duidelijk kleiner waarbij enkel de F serie in de eerste jaren significant verschilt.

**Figuur 7** – Kwaliteit controle diagrammen (A) en diagrammen van retrospectieve analyse (B) van visserijsterfte F (a) en paaistand (b) voor tong.

A Kwaliteit controle diagrammen



## B Retrospectieve analyse diagrammen



Deze figuren tonen aan dat een groot gedeelte van de variatie tussen opeenvolgende analyses mogelijk te wijten is aan datacorrecties en/of methodologische verbeteringen. Zij suggereren ook dat de paaistand (SSB) minder onderhevig is aan schommelingen dan de visserijsterfte (F). Het belangrijkste is evenwel dat de analyse recente veranderingen kan detecteren.

Er bestaat kennelijk geen exacte manier om de accurateheid van een vangstvoorspelling te evalueren, behalve dan empirisch. Brander (1987) maakte een ruwe schatting van de voorspellingsfouten op de vangsten ten opzichte van de effectieve vangsten in het volgende jaar. De gemiddelde afwijking en de standaardafwijking voor de periode 1977-1995 voor schol en tong bedroegen respectievelijk  $23\% \pm 10\%$  en  $15\% \pm 3\%$ .

Hoewel uit de analyses blijkt dat de platvissen t.o.v. andere vissoorten, over het algemeen behoorlijk goed scoren wat coherentie en statistische resultaten betreft, zijn er verschillende bemerkingen in de ACFM rapporten die verwijzen naar onbetrouwbare vangstgegevens waardoor de analyses eveneens op de helling komen te staan. Hoe goed de analysemodellen ook mogen zijn, alles staat of valt met de beschikbare basisgegevens. De ontegensprekelijke vooruitgang in de ontwikkeling van de analysemodellen staat in schril contrast met de degeneratie van de aanvoergegevens. Tenslotte is er weinig kans dat er plotseling een verandering komt in de kwaliteit van de aanvoergegevens onder de huidige implementatie van het TAC beheer.

### 3.2 CORRECTHEID EN CONSISTENTIE VAN HET ACFM ADVIES

Bij het bepalen van een geschikt advies voor vangstopaties moet men zich de vraag stellen wat het beheersorgaan (EU) wil bereiken met een dergelijk advies. Daar de geformuleerde doelstellingen van het GVB eerder van algemene aard zijn, werd tot nu toe het invullen van de doelstellingen en hiermee ook het advies bijna uitsluitend overgelaten aan de wetenschappers. De aanwezigheid van een EU observator bij de vergaderingen van ACFM heeft er wel voor gezorgd dat er steeds samenspraak en samenwerking bestond tussen beide instanties. Dit neemt niet weg dat het ontbreken van specifiek bepaalde beheersobjectieven een belemmering is geweest voor een efficiënt visserijbeheer.

Het was zeker niet evident om vanuit de jaarlijkse rapporten van ACFM Tabel 1 samen te vatten. Het blijkt evenwel dat ACFM zijn motieven om een bepaalde visserijsterfte te kiezen als basis voor een TAC, heeft gewijzigd tijdens zijn mandaat. Er zijn veranderingen in perceptie op korte termijn die verklaard kunnen worden door plotse ontwikkelingen / veranderingen in een bepaalde visstock. Er kan bijvoorbeeld door het opduiken van een sterke jaarklasse weinig reden zijn om een daling van de visserijsterfte te adviseren, hoewel de toestand van de paaistand het tegenovergestelde zou suggereren.

Er kunnen drie perioden onderscheiden worden in de soorten geformuleerd advies.

- (a) Tot 1987 werd de door het GVB geformuleerde “rationele exploitatie” letterlijk opgevat, m.a.w. de exploitatie van visstocks op een maximum niveau ( $F_{max}$ ) corresponderend met een maximum aanvaardbare vangst (maximum sustainable yield). Uiteraard werd er dan ook veelvuldig naar  $F_{max}$  verwezen in het advies.
- (b) Na 1987 werd de motivatie voor een reductie in visserijsterfte ( $F$ ) gekoppeld aan het brengen van de paaistand (SSB) boven een bepaald minimumniveau. Indien SSB boven dit niveau uitsteeg, werd een optietabel gegeven voor de vangsten zonder enig specifiek advies.
- (c) Sinds november 1998 (het laatste advies van ACFM) werd er voor het eerst rekening gehouden met het “voorzorgsprincipe”. Hierbij werd niet alleen rekening gehouden met de toestand van de paaistand (SSB) maar ook met de huidige visserijsterfte. Voor wat de SSB betreft moet deze niet alleen op korte termijn (2 jaar), maar ook op middellange termijn (10 jaar) boven het minimumniveau liggen. Daarnaast moet de visserijsterfte ( $F$ ) eveneens onder een maximumniveau gebracht worden. Het advies is hierdoor veel strenger geworden. Er dient evenwel vermeld dat ACFM deze nieuwe basis voor zijn advies wenst te evalueren na samenspraak met de Commissie. Een poging om de wetenschap doeltreffender te integreren in het beleid van de EU.

Er werd ogenschijnlijk geleidelijk aan afgestapt van het  $F_{max}$  concept. Enerzijds omdat de waarden niet ondubbelzinnig konden worden gedefinieerd daar ze afhankelijk waren van variaties in groei en

exploitatiepatroon. Anderzijds en veel belangrijker is het feit dat een reductie in visserijsterfte naar  $F_{max}$  waarden grote socio-economische opofferingen zou vragen. Noch de Europese Ministerraad, noch de industrie wilde dergelijke reducties doorvoeren of ondersteunen.

De verandering in de benadering van het advies werd duidelijk geïntroduceerd in het jaarlijks ACFM rapport van 1992, waarin men voor de eerste maal sprak over een "Minimum Aanvaardbaar Biologisch Niveau" (Minimum Biological Acceptable Level – MBAL). MBAL werd gedefinieerd als het minimumniveau van de paaistand (SSB) waarbij volgens de beschikbare gegevens er geen aanwijzing is dat er een verminderde rekrutering ( $R$ ) optreedt. In dit geval is er geen gevaar dat de visserij zich niet zou kunnen instand houden op lange termijn. Dit concept wordt geïllustreerd voor schol en tong in de stock/recruitment plot (Figuur 8). Voor beide species zijn er geen indicaties dat er bij historisch lage biomassa een vermindering in rekrutering werd waargenomen. MBAL werd geplaatst bij het laagste SSB niveau op dit tijdstip (1992) vermits het selecteren van een lager niveau absoluut speculatief zou zijn. Hier werd duidelijk een voorzichtigheids-element naar voren geschoven. De empirische bepaling van dit minimumniveau betekent niet dat deze waarde de "echte" MBAL is. Waarschijnlijk ligt de waarde meer naar links in de figuur, maar een waarde in het toen (1992) "onbekend terrein" zou nog meer speculatief zijn en werd uiteraard niet weerhouden.

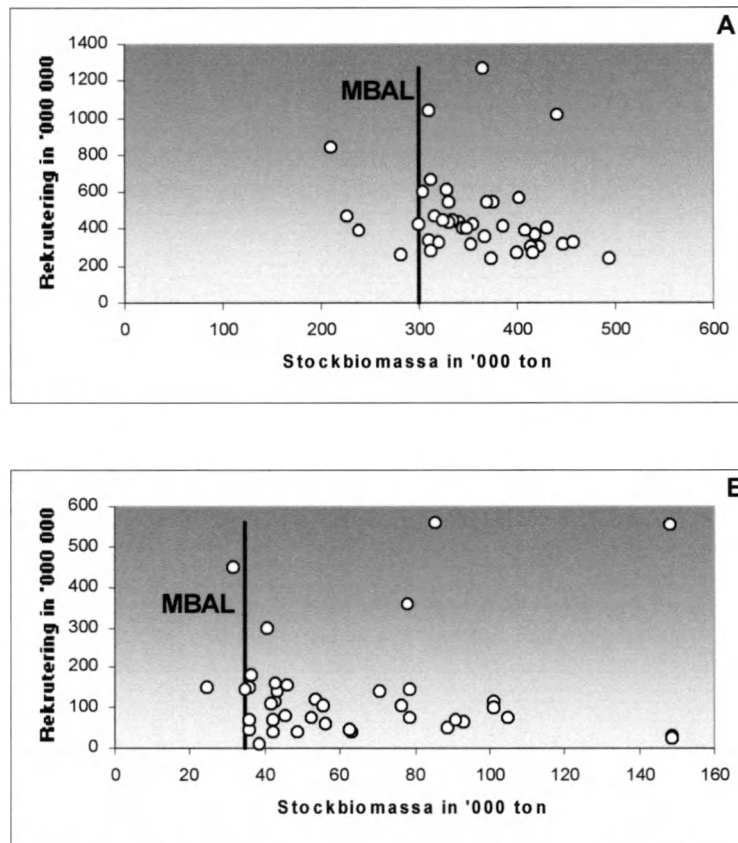
De verandering in opvatting voor de basis van het ACFM advies wordt ook geïllustreerd in Figuur 9. Gedurende de beginperiode werden de geadviseerde TAC's gebaseerd op veel lagere  $F$  waarden (in de regio 0.3 wat overeen komt met  $F_{max}$ ) dan de werkelijke visserijsterfte van de stocks op dit tijdstip. Na 1987 werden ze hoofdzakelijk gebaseerd op een status-quo-niveau van  $F$ . Enkel voor schol werden ze gereduceerd om de paaistand (SSB) beneden MBAL te krijgen.

Er dient speciale aandacht te worden besteed aan het status-quo-advies. Een status-quo in de voorspelling verwijst naar de situatie van twee jaar terug omdat dit het jaar is waarbij  $F$  nauwkeurig kan worden bepaald. Indien er nu een sterke toename gebeurt in de visserijdruk en dus ook in de visserijsterfte, zal het grondprincipe van de status-quo  $F$  toch enigszins worden aangetast door het geleverde advies. Het gebruik van een status-quo  $F$  van twee jaar terug als basis voor een wetenschappelijk advies is uiteraard moeilijk te verdedigen, maar gelijk welke andere keuze is evenzeer arbitrair en wellicht nog moeilijker te verdedigen.

Er is nog een ander belangrijk aspect bij het geven van een geschikt advies. Aan ACFM wordt gevraagd om vangstoptietabellen te geven, maar de vraag blijft of TAC's wel de passende middelen zijn om vangsten te beheren. Het idee achter het TAC beheer is dat vangsten in de toekomst voorspeld kunnen worden op basis van procentuele veranderingen in de exploitatie van de huidige visserij en dat een vermindering van de toekomstige vangsten de visserijsterfte zal controleren. Hoewel dit in principe zo zou moeten zijn, is de werkelijke situatie niet zo eenvoudig.



**Figuur 8** – Stock / rekruteringsplot voor schol (A) en tong (B) met vermelding van MBAL.



Ten eerste: enkel het gedeelte van de vangst dat aangevoerd wordt zal in de statistieken worden opgenomen en als dusdanig gebruikt worden om de vangst-quota te controleren. Ervaringen hebben aangetoond dat vissers zeer inventief zijn in het vinden van illegale middelen om aanvoerbeperkingen te omzeilen. Maar zelfs indien de aanvoer correct gecontroleerd zou kunnen worden is dit nog geen garantie dat ook de effectieve vangsten, nodig voor een goed TAC beheer, gekend zijn. Hiervoor zou op elk vissersvaartuig een inspecteur het aantal terug overboord gegooide vis (teruggooivis) moeten noteren en toevoegen aan de aanvoercijfers. Voornamelijk in de gemengde visserij zoals de platvisvisserij geeft dit soms grote problemen. Eens de quota van een bepaalde vissoort opgevist, zullen er grote hoeveelheden vis, ofwel terug over boord worden gegooid, ofwel illegaal worden aangevoerd. Hierbij zal de visserij voor de andere vissoort gewoon worden verder gezet. Uit dit alles mag besloten worden dat de veronderstelde relatie tussen de visserijsterfte (F) en de aanvoergegevens sterk wordt ondermijnd en dat TAC's zoals ze nu worden geïmplementeerd niet noodzakelijk de vangsten beperken, maar soms ook kunnen resulteren in het verlies van waardevolle vis. Het TAC-concept in sensu strictu heeft hieraan geen schuld, maar wel de gebrekkige implementatie en controle.

Ten tweede: het TAC beheer heeft belangrijke implicaties voor de kwaliteit van het wetenschappelijk advies. Analysemethoden zijn afhankelijk van een consistente dataset die een zo groot mogelijke periode omvat. Betrouwbare informatie over totale aanvoergegevens zijn hier van essentieel belang. Informatie betreffende teruggooivis kan een probleem opleveren omdat de kwantiteit zowel als de samenstelling niet gemeten kunnen worden met dezelfde nauwkeurigheid als de aanvoer. Indien er evenwel weinig veranderingen gebeuren in het terug over boord gooien van vis, kan dit probleem enigszins worden opgevangen in de berekeningen. Bij het huidige TAC beheer gaan niet alleen de kwaliteit van de vangstgegevens achteruit, maar is de manier van vis teruggooien erg moeilijk te voorspellen. Beide zaken beïnvloeden heel duidelijk de mogelijkheid om betrouwbare voorspellingen te doen. Een TAC beheerssysteem is in essentie gebaseerd op een wetenschappelijke basis, maar het is niet ondenkbeeldig dat het volledige systeem als een kaartenhuisje in elkaar valt door het ontbreken van rigoureuze implementaties en controles.

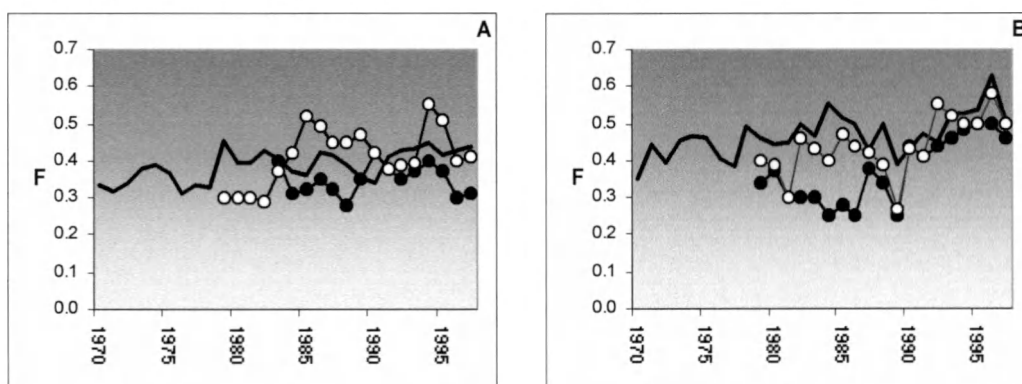
In zijn jaarlijkse rapporten heeft ACFM dikwijls de aandacht gevestigd op deze feiten. Ze zijn zelfs zo ver gegaan om moedwillig geen advies te verstrekken hoewel er vangstoptietabellen werden gegeven. Deze duidelijke boodschap werd niet opgevolgd door de EU daar de TAC's op dit ogenblik de enige wettelijk beschikbare middelen waren en ... het deduceren van een TAC uit een vangstoptietabel is toch zo gemakkelijk gedaan.

Men weet niet in hoeverre de onbetrouwbare vangststatistieken en de variabiliteit bij het terug gooien van vis, op dit ogenblik de wetenschappelijke evaluaties van de platvisstocks hebben ondermijnd. Hoewel de beschikbare data en methoden nog steeds coherente analyses opleveren, zijn er toch statistische parameters die aantonen dat sommige gegevens afkomstig uit de visserij niet in overeenstemming zijn met visserij-onafhankelijke gegevens.

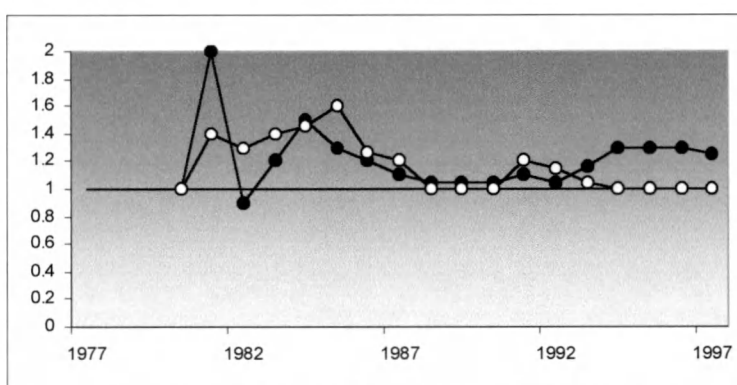
### 3.3 OVEREENSTEMMING TUSSEN DE VOOROPGESTELDE EN EFFECTIEVE TAC'S

Vermits de doelstellingen van de Europese Ministerraad om een specifieke TAC te kiezen officieel onbekend zijn, kan de overeenstemming tussen de jaarlijkse beslissingen het best geïllustreerd worden aan de hand van impliciete F waarden die overeenkomen met de effectieve TAC's. Figuur 9 toont dat in de beginperiode - zelfs voor het GVB van kracht was - de EU grotendeels de voorgestelde adviezen van ACFM, gebaseerd op  $F_{max}$ , volgde. Na 1982 verschilden de voorgestelde en effectieve TAC en de hieruit afgeleide F waarden heel sterk. Er werd zelfs een stijging toegelaten boven de status-quo visserij. In de tweede helft van de jaren negentig, toen ACFM zich bewust werd dat adviezen ver beneden de status-quo visserijsterfte gewoon werden genegeerd, werd voor een "gematigder" advies gekozen.

**Figuur 9** – Vergelijking van de berekende F in elk jaar (dikke lijn) met de overeenkomstige F van de "voorgestelde" TAC's (punten) en de "effectieve" TAC's (cirkels) voor schol (A) en tong (B).



**Figuur 10** – Relatieve afwijkingen tussen de "voorgestelde" TAC's en de "effectieve" TAC's voor schol (punten) en tong (cirkels).



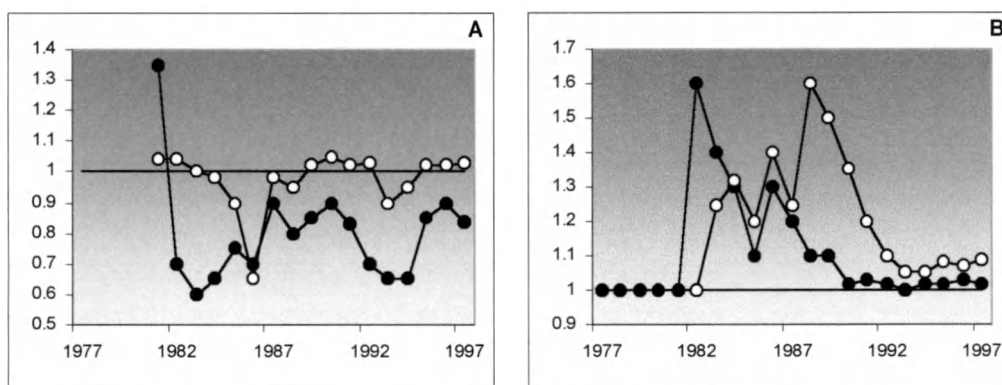
De relatieve verschillen tussen de geadviseerde TAC's en de effectieve TAC' voor beide platvissoorten is nog duidelijker in Figuur 10. De trends zijn gelijkaardig: grote verschillen voor 1989 en kleine verschillen na 1989. Voor schol werden in de laatste jaren opnieuw behoorlijke verschillen genoteerd; wellicht te wijten aan het feit dat significante reducties van F werden voorgesteld om de biomassa beneden het "Minimum Aanvaardbaar Biologisch Niveau" (MBAL) te krijgen. Hierbij is nogmaals bewezen dat de politici geen rekening houden tijdens hun beslissingen met de veilige biologische grenzen van een bepaalde visstock.

De conclusie is dat het adviseren van lage TAC's zeer dikwijls een omgekeerd effect heeft gehad. Dat de beheersobjectieven van de Europese Ministerraad zeker niet liggen bij een "rationele exploitatie" in de wetenschappelijke zin van het woord, en dat zelfs objectieven m.b.t. veilige biologische grenzen af en toe met de voeten worden getreden. In het beste geval mogen we zeggen dat de beheersobjectieven van de Europese Ministerraad proberen de platvisvisserij op een status-quo peil te houden. Er dient wel te worden opgemerkt dat deze conclusies niet gelden voor de Commissie die meestal het wetenschappelijk advies heeft gevolgd in zijn voorstellen naar die Europese Ministerraad.

### 3.4 DE NALEVING VAN HET SYSTEEM

Gegevens over de leeftijdsamenstelling zijn overwegend afkomstig van en dus ook beperkt tot de effectieve aanvoer van een bepaalde vissoort. In de praktijk worden bijvoorbeeld bij schol behoorlijke hoeveelheden kleine schol terug over boord gegooid (teruggooivis). Het betreft hier ondermaatse vis waarvoor er zelfs in het illegale circuit geen afzetmogelijkheden zijn. De hoeveelheid vis die terug over boord wordt gegooid, hangt af van de vangsten en de TAC beperking. Ze verandert niet alleen in grootte maar ook naargelang de periode waarin wordt gevisst. Hoewel de beschikbare monsters een indruk geven van de gemiddelde hoeveelheid vis die terug over boord wordt gegooid, is het gebruik van deze gemiddelde waarden in analysemodellen irrelevant voor een bepaalde periode en een specifieke vissoort (Van Beek, 1990). Dit betekent dat analysemodellen, vangstvoorspellingen en TAC's hoofdzakelijk gebruikmaken van aanvoergegevens en niet van vangstgegevens. Hoewel er een discrepantie bestaat tussen beide, wordt er weinig of geen rekening mee gehouden in het TAC beheer.

**Figuur 11** – Relatieve afwijkingen tussen (A) de officiële vangsten en de “effectieve” TAC's en (B) tussen de geschatte en de officiële aanvoer voor schol (punten) en tong (cirkels).



Om te evalueren hoe effectief de TAC wetgeving werd toegepast werden de verschillen tussen officiële aanvoer, geschatte aanvoer door de wetenschappers en de TAC's nader bekeken. Figuur 11A toont de deviatie tussen de officiële aanvoergegevens en de effectieve TAC's voor schol en tong. In het geval van schol was de officiële aanvoer overwegend lager dan de opgelegde TAC. Voor tong bleken beide weinig te verschillen. Hieruit zou men officieel mogen besluiten dat de wetgeving en dus ook het TAC systeem goed werden nageleefd. Uit confidentiële informatie, verkregen door leden van de ICES werkgroep, blijkt dat de werkelijke aanvoer van zowel schol als tong de officiële aanvoergegevens soms met 60% overschrijdt (Figuur 11B). Dit probleem was het meest uitgesproken in het begin van de jaren tachtig voor schol en halverwege de jaren tachtig voor tong. Gelukkig zijn dergelijke praktijken sinds de jaren negentig niet meer aan de orde. Hoewel de exorbitante vangsten niet aan een bepaald land mogen / kunnen worden toegeschreven is het evident dat de grote Nederlandse vloot wel degelijk problemen had om de wetgeving te doen naleven. Het ontslag van de Nederlandse Minister voor Zeevisserij heeft wellicht veel te maken met zijn minder geslaagd visserijbeleid (Van der Kroon, 1994).

Hoewel België nog steeds blijft bij een quotum voor de gehele vloot werd in Nederland reeds geëxperimenteerd sinds 1976 met individuele visquota per schip. Hoewel dit in eerste instantie niet positief werd onthaald, bleek later (in 1990) bij het oprichten van het "co-management" beheer dat veel vissers behoorlijk enthousiast waren voor een uitbreiding van het TAC beheer waarbij zij ook de nodige verantwoordelijkheid kregen (Salz, 1996).

Men zou geneigd zijn te zeggen dat het gehele TAC systeem geleid heeft tot frauderen op alle niveaus in de visserijindustrie, zowel bij de vissers, de veilingen als in de handel. Een dergelijk besluit is evenwel onjuist en zou de justifieerbaarheid van het systeem sterk te kort doen.

#### 4 DISCUSSIE

Er is geen twijfel dat de exploitatie van de platvissen uit de Noordzee ondanks de invoer van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid in 1983 verder is toegenomen. Voor schol is de toename 25% en voor tong werd 20% meer vis aangevoerd tussen 1983 en 1997. Men moet dus besluiten dat het TAC systeem met zijn huidige implementatie en controle er niet in geslaagd is de visserijsterfte in de platvisvisserij te stabiliseren. We spreken hier dan nog niet over de wetenschappelijke interpretatie van een "rationele exploitatie" waarbij men in 1983 zelfs een reductie van 25% bij schol en 40% bij tong voorstelde. Het resultaat is dat bij schol de paaistand tot een historisch minimum is teruggebracht waarbij het niet zeker is of de stock de huidige visserijdruk wel aan kan op lange termijn.

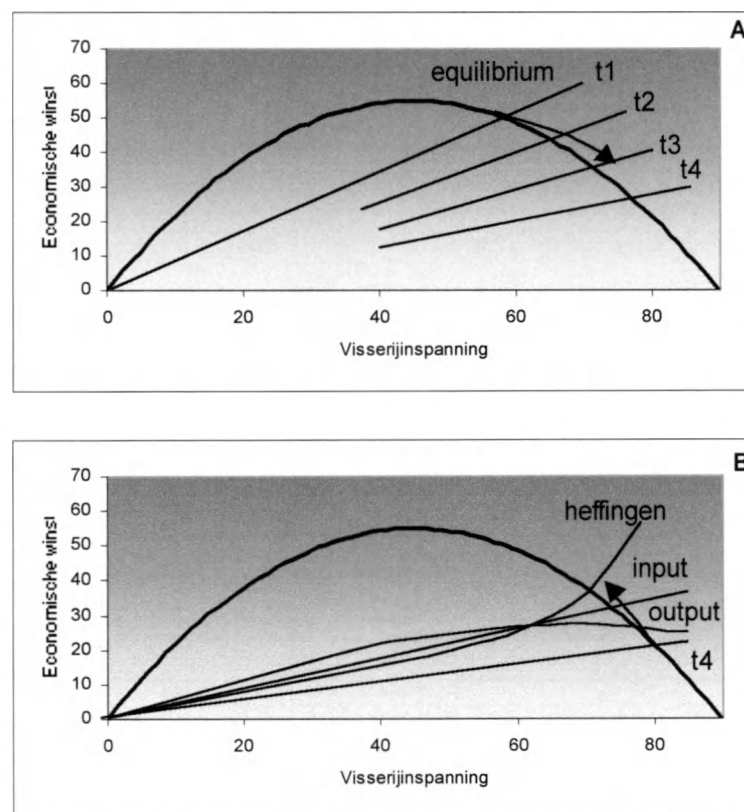
De redenen voor het falen van het TAC systeem hebben verschillende oorzaken:

- (a) Een TAC systeem is waarschijnlijk niet het geschikte middel om de visserijsterfte in de hand te houden, vermits ze alleen de aanvoer controleert en niet de effectieve vangsten. In een "gemengde" visserij kan het terug overboord gooien van vis een groot probleem geven bij het verzamelen van correcte data.
- (b) Elk beheerssysteem vereist in essentie de medewerking van de visserij. Er zijn evenwel zoveel middelen om te frauderen dat het bijna onmogelijk is om de opgelegde reglementering te controleren.
- (c) Het feit dat de vissers zich niet strikt houden aan de wetgeving heeft een belangrijke invloed op de waarde van de vangstgegevens die gebruikt worden in de analyses. Zelfs bij optimale condities en het beschikken over exacte gegevens, zullen de resultaten van de analyses slechts benaderend zijn door de complexiteit in de dynamiek van de vispopulaties. Hoewel de huidige analysemethoden consistent trends kunnen aantonen, blijft de vraag of de foutenlast op de aanvoergegevens geen nadelige invloed heeft op de wetenschappelijke interpretaties en dus op de voorgestelde TAC's.
- (d) Het geven van geschikt beheersadvies impliceert duidelijke beheersobjectieven. Hoewel de wetenschappers geprobeerd hebben om concrete doelstellingen naar voren te schuiven, werden de uiteindelijke beslissingen genomen door de politici waarbij hun doelstellingen op zijn zachts gezegd "zéér onduidelijk" waren. In het verleden had het wetenschappelijk adviesorgaan ACFM, door het ontbreken van duidelijke beheersobjectieven van de EU, alle moeite van de wereld om strikt en consistent advies te geven.

- (e) Het lijkt zéér ongepast dat de Europese Ministerraad op het einde van de procedure, nadat de Europese Commissie haar weloverwogen voorstellen voor nieuwe TAC's voorlegt, de volledige wetenschappelijke basis naast zich neer legt om via lobbyen en politieke onderhandelingen biologisch onverantwoorde beslissingen te nemen.
- (f) Men kan de bedenking maken of het gebruik van TAC's waarbij van het een op het andere jaar grote veranderingen zouden worden doorgevoerd, wel de geschikte methode is. Grote reducties in visserijinspanning kunnen namelijk een aanzienlijke invloed hebben op de rijkdomverdeling in de maatschappij. Hier zijn de politici zich meer dan ooit van bewust. Een grote reductie van de TAC's zal waarschijnlijk leiden tot een vermindering van het aantal schepen, waarop de onvermijdelijke sociale dispuuten zullen volgen. Dit is nu net wat politici niet willen.

Dit laatste punt wordt duidelijk wanneer men de economische achtergrond bekijkt van overexploitatie. Visserij is een schoolvoorbeeld van de "Tragedie van de gemeenschappen" (Gordon, 1954) die zegt dat het exploiteren van gemeenschappelijke natuurlijke rijkdommen voor ALLE gebruikers winstgevend moet zijn. Het mechanisme wordt schematisch voorgesteld in figuur 12A.

Figuur 12 – Dynamische verschuiving van het equilibrium door een toename van "efficiëntie" (lagere kosten voor dezelfde winsten). De rechte lijnen geven de relatieve kosten weer van de visserij op verschillende tijdstippen  $t$ . De onderste grafiek toont hoe extra heffingen het equilibrium kunnen verschuiven naar een "vol te houden visserij" (zie tekst).





De economische opbrengst kan grafisch worden weergegeven als een optimale curve, waarbij naast de biologische opbrengst ook rekening wordt gehouden met prijscompensaties en -verliezen. De visserijkosten zijn nagenoeg lineair t.o.v. de visserijinspanning. De economische theorie voorspelt dat de visserijinspanning zal toenemen tot een equilibrium wordt bereikt waarbij de inkomsten en uitgaven in evenwicht zijn ( $t_1$ ). Op dit punt is er geen winst meer te halen door het opvoeren van de visserijinspanning. In de praktijk nochtans vertonen vele stocks een geleidelijke toename van de visserijsterfte tengevolge van een toename van visserijinspanning. Een belangrijke zaak mag niet uit het oog worden verloren, nl. dat de curve een gemiddelde waarde is voor een vloot en niet echt de situatie weergeeft van elk individueel vaartuig. Er zal altijd een variatie zijn tussen de verschillende schepen waarbij "efficiënte vaartuigen" relatief minder kosten zullen hebben dan andere, en deze laatste zullen uiteindelijk uit de visserij verdwijnen. Nieuwe en betere technologische ontwikkelingen zullen ervoor zorgen dat het equilibrium verschoven wordt naar  $t_2$ . Dit model voorspelt dat, tengevolge van de autonome economische processen alle visserijen uiteindelijk zullen eindigen met een overexploitatie van de visstocks waarbij de vispopulaties zelf zullen verdwijnen doordat de rekruteringen zullen verminderen en er geen rendabele visserij meer zal zijn.

Uiteraard is de winstcurve geen vaste curve omdat er steeds variaties zijn in het aantal beschikbare vis en hiermee ook de aanvoer steeds zal verschillen. We mogen dus perioden verwachten van investering in de vloot en perioden van ontmanteling van de vloot. Dergelijke perioden in de boomkorvisserij (Figuur 4) kunnen achterhaald worden in de visserijsterfte van schol (Figuur 1B) en van tong (Figuur 3b). Figuur 5 illustreert duidelijk de veranderingen in de vlootsamenstelling, die ongetwijfeld hun oorsprong vinden in het rendement van de verschillende vlootcategorieën.

Volgens dit model is de graad van overbevissing niet afhankelijk van de beschikbare visserijbronnen, maar wordt ze veeleer gedreven door een kosten / baten analyse. Het model voorspelt dat subsidies de visserij nog meer sturen in de richting van overexploitatie. Maatregelen om de kosten op te voeren en de winsten te verkleinen zullen evenwel het equilibrium naar links verschuiven, wat de gewenste vermindering in exploitatie teweeg zal brengen.

Figuur 12B illustreert hoe het invoeren van verschillende maatregelen het economisch proces kunnen omkeren. Er kan bijvoorbeeld een belasting geïnd worden op de vangst. Gezien de biologische vangstcurve sterk overeenkomt met de economische curve, zal de impact van een dergelijke belasting klein zijn als de nood het hoogst is: nl. er wordt weinig belasting betaald als er weinig vis aanwezig is, en er dus weinig wordt gevangen. Een heffing op een parameter die rechtstreeks gekoppeld is aan de kosten (bijvoorbeeld stookolie) zou veel doeltreffender zijn om het equilibrium naar links te verschuiven. Er dient bij vermeld dat ook hier evoluties zullen plaatsvinden waarbij er bijgestuurd zal moeten worden door de overheid. De beheersverantwoordelijken zouden waarschijnlijk meer bezorgd moeten zijn om het gebied van overexploitatie en zeker het gebied van "niet vol te houden visserij" te vermijden.

Historische voorbeelden van het sluiten van visserijen voor kabeljauw in de Canadese wateren (Finlayson, 1994) en het stopzetten van de haringvisserij voor onze kusten (Saville and Bailey, 1980) zijn schrijnende bewijzen van een slecht beleid. Om een stabiel equilibrium te verkrijgen zou men ook een licentie-heffing kunnen opleggen waarbij betaald wordt voor de dagen die men op zee is. Deze dagen zouden dan ook tussen de schepen onderling verkocht kunnen worden.

Het TAC beheer moet momenteel gezien worden als een manier om het economisch proces te beïnvloeden vanuit een winstoogpunt en niet vanuit een kosten oogpunt. Het feit dat de vissers zo sterk reageren op een visserijbeperking door TAC's, duidt erop dat zij zich bedreigd voelen in hun drang om meer en beter te vissen. Zij vinden dat, om te overleven, ze op de een of andere manier gecompenseerd moeten worden voor de opgelegde beheersmaatregelen. Dit leidt tot allerlei illegale praktijken. Het controleren van de visserijinspanning vanuit een winstoogpunt blijkt psychologisch geen goede benadering te zijn. Daarbij komt nog dat de ad hoc beslissingen betreffende TAC's geen zekerheid creëren voor de visserijindustrie op lange termijn.

## 5 BESLUIT

Het ogenschijnlijk ontbreken van beheersobjectieven, het voortdurend in vraag stellen van de wetenschappelijke basis die vangstbeperking willen opleggen, de duistere besluitvorming van de Europese Ministerraad en het ontbreken van industrieperspectieven op lange termijn hebben tot nu toe nog niet de gewenste resultaten opgeleverd. Dit betekent niet dat TAC's totaal moeten verdwijnen, maar een beheerssysteem dat gericht is op het reduceren van visserijinspanning zou op zijn minst ondersteund moeten worden door een reglementering waarbij ook economische aspecten de nodige wetenschappelijke aandacht verdienen.

Een juiste implementatie en een correcte controle zijn vandaag nog steeds de zwakke schakels in een overigens verdedigbaar TAC-systeem. Om hieraan enigszins te verhelpen werden in het begin van dit jaar Europese projecten opgezet om fraude bij de registratie van de vangstgegevens te ondervangen. Het betreft een permanente satelietverbinding tussen het vissersvaartuig en de thuisbasis waarbij na elke visserijsleep, de soorten en de abundantie van de gevangen vis moet worden doorgestuurd. Hopelijk blijft het niet bij projecten en krijgen we correcte vangstgegevens van alle visserijvloeden, wat ongetwijfeld zal leiden tot betere vangstvoorspellingen, betere wetenschappelijke adviezen en hopelijk ... een beter beheer.

Tenslotte zou de wetenschappelijke verantwoordelijkheid, die momenteel volledig op de schouders ligt van de visserijbiologen, verdeeld moeten worden tussen biologen, sociologen en economen om uiteindelijk tot een effectief en milieuvriendelijk beheer te komen van de platvissen in de Noordzee.

## 6 LITERATUUR

- Beverton, R.J.H., Holt, S.J., 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery Invest.*, London 19 (2), 1-553.
- Brander, K., 1987. How well do working groups predict catches?. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 43, 245-252.
- Darby C., Flatman S., 1994. Virtual popultion analysis: version 3.1 (Windows/DOS) user guide. MAFF Inf. Technol. Ser. No. 1, Dir. Fisheries Res.
- De Clerck, R, Delbare, D., 1998. Interim rapport II: Uitzetten van gekweekte tarbot met het oog op restocking. Doelstelling 5B/EDGFL. (in Press)
- FAO, 1995. Precautionary approach to fisheries, Parts 1 and 2. *FAO Fish. Tech. Pap.* 350/1-2.
- Finlayson, A.C., 1994. Fishing for truth: a sociological analysis of Northern cod stock assessments from 1970 to 1990. *Memorial Univ. Newfoundland, Inst. Social Econ. Res., Social Econ. Stud.*, 52.
- Frost, H., Lanfers, R., Smit, J., Sparre, P., 1995. An appraisal of the effects of the decommissioning scheme in case of Denmark and the Netherlands. *Dan. Inst. Fish. Econ. Res. Fiskeriokonomi*, 16/95.
- Gordon, H.S., 1954. The economic theory of a common-property resource: the fishery. *J. Pol. Econ.* 62, 124-142.
- Gulland, J.A., 1965. Estimation of mortality rates. Annex to Arctic Fisheries Working Group Report, *ICES CM* 1965/No. 3.
- Holden, M.J., 1994. *The Common Fisheries Polycy*, Fishing News Books, Oxford.
- ICES, 1992. Reports of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 1991, Parts 1 and 2. *ICES Coop. Res. Rep.*, 179.
- ICES, 1994. Report of the Study Group on the Plaice Box, Charlottenlund, 12-15 April 1994. *ICES CM* 1992/Assess: 14.
- ICES, 1998. Reports of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 1997, Parts 1 and 2. *ICES Coop. Res. Rep.*, (in press).
- ICES, 1998. Report of the Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skaggerak. ICES Headquarters, Copenhagen, 4-14 October 1998, *ICES CM* 1998/Assess: 6.
- Millner, R.S., Whiting, C.L., 1996. Long-term changes in growth and population abundance of sole in the North Sea from 1940 to the present. *ICES J. Mar. Sci.* 53, 1186-1195.
- Pauly, D. 1994. A framework for latitudinal comparisons of flatfish recruitment. *Neth. J. Sea Res.* 32, 107-118.
- Rijnsdorp, A.D., Millner, R.S., 1996. Trends in population dynamics and exploitation of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.) since the late 1800s. *ICES J. Mar. Sci.* 53, 1170-1185.

- Rijnsdorp, A.D., Buijs, A.M., Storbeck, F., Visser, E., 1997. Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and impact on benthic organisms. ICES J. Mar. Sci (in press).
- Salz, P., 1996. ITQs in the Netherlands: 20 years of experience. ICES CM 1996/P: 18.
- Saville, A., Bailey, R.S. 1980. The assessment and management of herring stocks in the North Sea and to the west of Scotland. Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer 177, 112-142.
- Van Beek, F.A., 1990. Discards sampling programme for the North Sea, Dutch participation. Int. Rep. Neth. Inst. Fish. Res. DEMVIS 90-303, 24 pp.
- Van der Kroon, O. , 1994. Ministerie in Crisis. Veen, Amsterdam.

